

**OCENA ZAGROŻENIA GLEB EROZJĄ WODNĄ W REJONIE ZBIORNIKA
DOBCZYCKIEGO W OPARCIU O WYNIKI NUMERYCZNEGO
MODELOWANIA**

**RISK ASSESSMENT FOR SOIL WATER EROSION WITHIN THE DOBCZYCE
RESERVOIR AREA BASED ON NUMERICAL MODELING RESULTS**

Stanisław Mularz, Wojciech Drzewiecki

Katedra Geoinformacji, Fotogrametrii i Teledetekcji Środowiska,
Akademia Górniczo-Hutnicza w Krakowie

SŁOWA KLUCZOWE: erozja wodna gleb, modelowanie przestrzenne, GIS, RUSLE, USPED

STRESZCZENIE: W artykule przedstawiono rezultaty modelowania rozkładu przestrzennego nasilenia procesów erozji (i depozycji) materiału glebowego w obszarze północnej części bezpośredniej zlewni Zbiornika Dobczyckiego, otrzymane z wykorzystaniem modeli RUSLE (*Revised Universal Soil Loss Equation*) (Renard i in., 1991) i USPED (*Unite Stream Power-based Erosion/Deposition*) (Mitasova i in., 1998). Szczególną uwagę poświęcono ocenie wpływu, jaki na wynik modelowania wywiera rozdzielczość przestrzenna zastosowanego Numerycznego Modelu Rzeźby Terenu. Wykorzystano w tym celu modele wysokościowe o rozdzielczości przestrzennej 30, 10 oraz 5 metrów wygenerowane przy zastosowaniu tej samej metody z danych źródłowych w postaci modeli TIN otrzymanych w trakcie realizacji projektu LPIS.

Zaden z dwu testowanych modeli (RUSLE, USPED) nie daje w pełni wiarygodnego obrazu zagrożenia erozyjnego. RUSLE prognozuje występowanie erozji (i to nawet o znacznym stopniu nasilenia) na obszarach, na których w rzeczywistości zachodzić może depozycja materiału glebowego. USPED daje możliwość identyfikacji obszarów depozycji, ale prognozowane przez ten model wielkości erozji obarczone są znaczną niepewnością (por. np. Mitasova i in. 1998). Rozwiązanie stanowić może łączna analiza wyników uzyskanych z wykorzystaniem obu modeli. Rozdzielczość użytego NMT w znacznym stopniu determinuje możliwość geometryzacji obszarów zagrożonych. Szczególnie wyraźna różnica widoczna jest pomiędzy wynikami uzyskanymi dla modelu o rozdzielczości 30 metrów, a dwoma pozostałymi testowanymi rozmiarami oczek siatki NMT. Za wystarczający do przeprowadzenia modelowania uznać można model o rozdzielczości 10 metrów.

Rozpatrywany obszar (północna część bezpośredniej zlewni Zbiornika Dobczyckiego) jest narażony na procesy erozji wodnej gleb w niewielkim stopniu. W wyniku przeprowadzonego modelowania jedynie dla ok. 2 procent powierzchni analizowanego obszaru stopień zagrożenia określono jako wysoki.

1. WPROWADZENIE

Poza całą gamą niekorzystnych oddziaływań, jakie proces erozji wodnej gleb wywiera na środowisko w miejscu swojego występowania, powoduje on również szereg

negatywnych skutków o większym zasięgu przestrzennym. Jednym z najpoważniejszych problemów wywoływanych przez erozję wodną gleb jest zanieczyszczanie wód powierzchniowych poprzez wprowadzanie do nich wraz ze spływem powierzchniowym znacznych ilości wyerodowanego materiału glebowego, co w efekcie powoduje zwiększenie ilości zawiesin. Problem ten posiada nie tylko wymiar ekologiczny, ale również ekonomiczny. Zwiększona ilość zawiesin oznacza m.in. zwiększone koszty uzdatniania wody ujmowanej dla celów gospodarczych (w tym zaopatrzenia ludności). Szczególnego wymiaru problem wpływu zjawiska erozji wodnej gleb na jakość wód powierzchniowych nabiera rozpatrywany w kontekście zbiorników retencyjnych. Zbiorniki takie działają jak swego rodzaju osadniki powodując zatrzymywanie osadów transportowanych przez zasilające je wody. Osady te sedymentując w zbiorniku powodują zmniejszanie się jego objętości dyspozycyjnej, co z czasem stwarza konieczność przeprowadzenia procesu renowacji zbiornika, wiążącego się zawsze z dużymi kosztami i czasowym pogorszeniem stanu wód w zbiorniku (mogącym powodować dalsze perturbacje, jeśli wody zbiornika ujmowane są dla celów gospodarczych).

Prezentowane w artykule prace wykonano w ramach realizowanego w Katedrze Geoinformacji, Fotogrametrii i Teledetekcji Środowiska AGH projektu badawczego pt.: „Modelowanie wpływu zmian użytkowania na wielkość ładunku osadów potencjalnie akumulowanych w zbiornikach retencyjnych z wykorzystaniem wieloczasowych wielospektralnych danych teledetekcyjnych i systemów informacji geograficznej”. Celem projektu jest określenie wpływu zmian sposobu użytkowania na terenie zlewni Zbiornika Dobczyckiego na wielkości ładunków osadu transportowanego przez wody zasilające zbiornik. Cel ten zostanie osiągnięty na drodze modelowania w środowisku Systemów Informacji Geograficznej przy zastosowaniu wybranych modeli erozyjnych, umożliwiających oszacowanie ilości erodowanego materiału glebowego oraz modelowanie procesów transportu tego materiału, a w efekcie ocenę jego depozycji na terenie zlewni oraz oszacowanie ilości osadów docierających do systemu wód powierzchniowych. Dopiero bowiem łączne określenie obszarów erozji i akumulacji materiału glebowego pozwalała na delimitację terenów w największym stopniu przyczyniających się do zanieczyszczania wód powierzchniowych osadami, a co za tym idzie racjonalizację podejmowanych działań zapobiegawczych, zwłaszcza w odniesieniu do sztucznych zbiorników retencyjnych.

Pierwszy etap prac wykonanych w trakcie realizacji projektu badawczego stanowiło zbudowanie bazy danych GIS zawierającej warstwy tematyczne niezbędne dla przeprowadzenia modelowania przestrzennego procesów erozji. Etap kolejny polega na ocenie przydatności wybranych modeli erozyjnych zarówno w kontekście możliwości ich zrealizowania w oparciu o zgromadzone dane jak i wiarygodności otrzymywanych z ich wykorzystaniem wyników.

W niniejszym artykule przedstawiono rezultaty modelowania rozkładu przestrzennego nasilenia procesów erozji (i depozycji) materiału glebowego w obszarze północnej części bezpośredniej zlewni Zbiornika Dobczyckiego, otrzymane z wykorzystaniem modeli RUSLE (*Revised Universal Soil Loss Equation*) (Renard i in., 1991) i USPED (*Unit Stream Power-based Erosion/Deposition*) (Mitasova i in., 1998). Szczególną uwagę poświęcono ocenie wpływu, jaki na wynik modelowania wywiera rozdzielczość przestrzenna zastosowanego Numerycznego Modelu Rzeźby Terenu. Wykorzystano w tym celu modele wysokościowe o rozdzielczości przestrzennej 30, 10 oraz 5 metrów

wygenerowane przy zastosowaniu tej samej metody z danych źródłowych w postaci modeli TIN otrzymanych w trakcie realizacji projektu LPIS.

2. METODYKA – MODELE RUSLE I USPED

Niewątpliwie za najpowszechniej stosowaną w świecie metodę oceny zagrożenia erozyjnego uznać należy model USLE (*Universal Soil Loss Equation*) – empiryczne równanie opisujące straty gleby w wyniku erozji powierzchniowej i żłobinowej, opracowane w Stanach Zjednoczonych w wyniku długoletnich badań na poletkach testowych (Wishmeier i Smith 1978). Jego unowocześnioną wersję stanowi powstała w latach 90-tych model RUSLE (*Revised Universal Soil Loss Equation*) (Renard i in., 1991; Renard i in., 1997). Podobnie jak w modelu oryginalnym średni roczny ubytek gleby szacowany jest na podstawie równania:

$$(1) \quad A = R K L S C P,$$

gdzie:

- A – masa wyerodowanej gleby z jednostki powierzchni w ciągu roku [Mg/ha];
- R – wskaźnik erozyjności deszczu i spływu dla danej lokalizacji [(MJ/ha)(cm/h)];
- K – wskaźnik podatności gleby na erozję wodną [(Mg/ha)/(MJ/ha)(cm/h)];
- LS – wskaźnik topograficzny (bezwymiarowy);
- C – wskaźnik pokrywy roślinnej (bezwymiarowy);
- P – wskaźnik zabiegów przeciwoerozyjnych (bezwymiarowy).

Wskaźnik erozyjności deszczu i spływu powierzchniowego R określany jest dla poszczególnych obszarów na drodze wieloletnich obserwacji. Dla pojedynczych zdarzeń opadowych obliczana jest wielkość będąca sumą energii kinetycznej deszczu i jego maksymalnej trzydziestominutowej intensywności. Wartości te zsumowane dla całego roku stanowią wskaźnik R.

Wobec braku koniecznych do obliczenia wartości wskaźnika R szczegółowych danych meteorologicznych, dokonano jej oszacowania stosując indeks Fourniera w modyfikacji zaproponowanej przez Arnoldusa (1977):

$$(2) \quad R = \sum_{i=1}^{12} \frac{p_i^2}{P}$$

gdzie:

- p_i – suma opadów w i-tym miesiącu,
- P – roczna suma opadów.

Wartość wskaźnika podatności erozyjnej gleby K określa się na drodze pomiarów prowadzonych na poletkach wzorcowych. Renard i in. (1997) przedstawiają również pozwalającą na jej oszacowanie formułę opracowaną na podstawie 225-ciu eksperymentów pomiarowych przeprowadzonych w różnych częściach świata:

$$(3) \quad K = 0,0034 + 0,0405 \cdot \exp \left[-0,5 \left(\frac{\log D_g + 1,659}{0,7101} \right)^2 \right]$$

przy czym

$$(4) \quad D_g = \exp(0.01 \cdot \sum f_i \cdot \ln \frac{d_i + d_{i-1}}{2})$$

gdzie, dla każdej frakcji granulometrycznej cząstek glebowych:

d_i – maksymalna średnica cząstek,

d_{i-1} – minimalna średnica cząstek,

f – udział masowy.

Autorzy ci uważają powyższe równanie za niezwykle przydatne dla określania wartości K w przypadku posiadania jedynie ograniczonej informacji o glebie.

Wskaźnik długości stoku (L) i wskaźnik nachylenia stoku (S) łączy się w jeden wskaźnik rzeźby terenu (topografii) – LS . Foster i Wischmeier (1974) podają następujący wzór na jego obliczenie:

$$(5) \quad LS = \sum_{j=1}^N \frac{S_j \lambda_j^{m+1} - S_j \lambda_{j-1}^{m+1}}{(\lambda_j - \lambda_{j-1})(22.13)^m}$$

gdzie:

S_j – wskaźnik nachylenia stoku dla j -tego segmentu pola,

λ_j – odległość od dolnej granicy j -tego segmentu pola do górnej granicy pola,

m – wykładnik wskaźnika długości stoku.

Wartość wykładnika m różni się w zależności od zastosowanej metody obliczenia wskaźnika nachylenia stoku S . Wischmeier i Smith (1978) stosują wskaźnik S w postaci:

$$(6) \quad S = 65.41 \sin(2q) + 4.56 \sin(q) + 0.65$$

gdzie: q – nachylenie stoku.

Dla równania tego $m=0.5$ w przypadku spadków większych lub równych 5 procent, $m=0.4$ dla spadków z przedziału od 3.5 do 5 procent, 0.3 dla spadków z przedziału od 1 do 3.5 procent oraz $m=0.2$ dla spadków mniejszych od jednego procenta.

W zmodyfikowanej wersji modelu (*Revised Soil Loss Equation –RUSLE*) (Renard i in., 1991) stosuje się wzory:

$$(7) \quad S = 10.8 \sin(q) + 0.03 \quad \text{dla } q < 9\%,$$

$$(8) \quad S = 16.8 \sin(q) - 0.5 \quad \text{dla } q > 9\%.$$

Wartość m oblicza się w RUSLE zgodnie z równaniem McCool'a (McCool i in., 1989):

$$(9) \quad m = \frac{\beta}{\beta + 1},$$

gdzie:

$$(10) \quad \beta = \frac{\sin q_{(i,j)} / 0,0896}{3 \cdot \sin^{0,8} q_{(i,j)} + 0,56}$$

W przypadku przeważającej erozji międzyżłobinowej wartość β mnożona jest przez 0,5, natomiast w sytuacji gdy przeważa erozja żłobinowa - przez 2.

Liczni autorzy (por. m.in.: Moore i Burch 1986a; Moore i Burch 1986b; Moore i Wilson 1992; Desmet i Govers 1996a; Desmet i Govers 1996b; Desmet i Govers 1997; Mitasova i in. 1996; Mitasova i in. 1998) wykazali jednak, że wpływ ukształtowania terenu na zachowanie się wody spływającej po jego powierzchni oddany jest lepiej, gdy długość stoku w czynniku LS zastąpiona zostanie poprzez powierzchnię spływu, a właściwie poprzez wielkość będącą ilorazem powierzchni obszaru zasilania i długości danego fragmentu zbocza (jednostkową powierzchnią zasilania - *unit upslope contributing area*). Jeżeli elementy zbocza reprezentowane są poprzez komórki rastra, to jednostkową powierzchnią obszaru zasilania dla danej komórki otrzymamy dzieląc pole powierzchni jej obszaru zasilania (położonego powyżej obszaru, z którego spływa do niej woda) przez odległość, jaką przepływająca woda przebywa przemieszczając się wewnątrz tej komórki. Zastąpienie długości stoku jednostkową powierzchnią spływu pozwala na uwzględnienie w modelu wpływu koncentracji spływającej wody (Mitasova i in. 1999).

Desmet i Govers (1996a) zaproponowali zmodyfikowany sposób obliczania wskaźnika L dla poszczególnych komórek rastra w systemach GIS, uwzględniając zastąpienie długości stoku wielkością jednostkowej powierzchni spływu:

$$(11) \quad L_{(i,j)} = \frac{(A_{(i,j)} + D^2)^{m+1} - A_{(i,j)}^{m+1}}{x^m \cdot D^{m+2} \cdot (22,13)^m}$$

gdzie:

D – rozdzielczość rastra,

$A_{(i,j)}$ – jednostkowa powierzchnia spływu na wejściu do komórki (i,j),

x – współczynnik korygujący długość drogi przepływu przez komórkę rastra, zależny od kierunku spływu i obliczany na podstawie ekspozycji.

Wartość wskaźnika LS określanego dla poszczególnych komórek rastra wykazywać będzie różnice nie tylko w zależności od przyjętych sposobów określania wartości S oraz m, lecz również od zastosowanego algorytmu obliczania jednostkowej powierzchni spływu, a właściwie od algorytmu generującego na podstawie Numerycznego Modelu Rzeźby Terenu sieć erozyjno-drenażową (por. Drzewiecki, Mularz 2001).

Wskaźnik pokrywy roślinnej C jest stosunkiem ilości gleby wyerodowanej z pola z określoną roślinnością (uprawą) do gleby wyerodowanej z poletka wzorcowego w czarnym ugorze z wzdłużstokową orką (Józefaciuk i Józefaciuk 1996). Dla upraw rolnych wskaźnik ten uzależniony jest od rodzaju płodozmianu i zabiegów agrotechnicznych.

Wskaźnik zabiegów przeciwozyjnych P określa stosunek strat gleby z poletka, na którym takie zabiegi (np. uprawa poprzeczniostokowa, tarasowanie) są stosowane do poletka wzorcowego.

Mimo swoich ograniczeń zarówno oryginalny model USLE jak i jego modyfikacje wykorzystywane były w wielu opracowaniach dotyczących modelowania procesów erozji wodnej gleb i transportu wyerodowanego materiału glebowego w skalach zlewni (Merritt i in. 2003). Niewątpliwą zaletą modelu są jego prostota i niskie w porównaniu z innymi modelami erozyjnymi wymagania dotyczące danych wejściowych.

Jedną z zasadniczych wad modelu RUSLE jest brak możliwości określenia obszarów depozycji materiału glebowego. W obszarach tych model prognozuje wystąpienie erozji. Wynika to z konstrukcji modelu przewidzianego oryginalnie do szacowania erozji na jednostajnie nachylonych stokach.

Prostym modelem umożliwiającym identyfikację obszarów erozji i depozycji jest model USPED (*Unit Stream Power-based Erosion/Deposition*) (Mitasova i in. 1998). Przykłady zastosowań tego modelu znaleźć można m.in. w publikacjach: Warren i in. (2000), Pistocchi i in. (2002), Kandrika i Dwivedi (2003), Šúri i in. (2003), Saaverda i Mannaerts (2005). Jako miara erozji i depozycji stosowana jest w nim dywergencja strumienia osadu (*divergence of the sediment flow*) (Mitasova i in., 1999):

$$(12) \quad D = \text{div}(T.s) = d(T \cos \alpha)dx + d(T \sin \alpha)dy$$

gdzie:

$T=A^m(\sin\beta)^n$ – zdolność transportowania osadu;

A – jednostkowa powierzchnia spływu;

β – nachylenie terenu (w stopniach);

s – wektor jednostkowy w kierunku spływu;

α – ekspozycja powierzchni terenu (w stopniach).

Ponieważ nie prowadzono prac eksperymentalnych mających na celu wyznaczenie parametrów niezbędnych do ilościowego oszacowania erozji w modelu USPED, stosuje się w nim parametry (R,C,K,P) opracowane dla modelu USLE (Mitasova i in., 1998), co pozwala otrzymać przynajmniej orientacyjne wartości erozji i depozycji.

3. CHARAKTERYSTYKA OBSZARU BADAŃ I WYKORZYSTANE DANE

Zbiornik Dobczycki zajmuje fragment doliny rzeki Raby pomiędzy Myślenicami i Dobzycami. Brzegi zbiornika są w przewadze strome, o urozmaiconym, nieregularnym kształcie linii brzegowej. Całkowita powierzchnia zlewni rzeki Raby do przekroju w Dobzycach wynosi około 768 km², zaś zlewnia własna zbiornika obejmuje obszar około 72 km². Oprócz rzeki Raby bezpośrednio do Zbiornika Dobczyckiego uchodzi szereg dopływów, z których największym jest prawobrzeżny potok Trzemeśnianka o zlewni 29,1 km². Sieć lewobrzeżnych dopływów otwiera potok San wpływający do cofki w rejonie Myślenic o zlewni 3,5 km², a następnie potok Dębniak (3,9 km²) oraz potok Wolnica, największy lewobrzeżny dopływ, którego powierzchnia zlewni wynosi 15,5 km².

Dla celów prowadzonego modelowania zagrożenia erozyjnego zbudowano bazę danych, w skład której wchodziły:

- mapa użytkowania terenu;
- mapa glebowo-rolnicza;
- Numeryczny Model Rzeźby Terenu;
- średniomiesięczne sumy opadów na stacji pomiarowej w Dobczycach.

Mapę użytkowania terenu uzyskano na drodze klasyfikacji nadzorowanej obrazu satelitarnego Landsat TM zarejestrowanego we wrześniu 1997 roku. Jej analiza wykazała, iż w obszarze badań dominuje użytkowanie rolnicze (37% powierzchni) i użytki zielone (34%). Tylko 10 procent powierzchni północnej części zlewni bezpośredniej zbiornika pokrywają lasy.

Na podstawie mapy użytkowania dokonano oszacowania wartości wskaźnika C. Na podstawie literatury (por. m.in. Koreleski 1992, Pistocchi i in. 2002) na potrzeby przeprowadzonego modelowania przyjęto dla niego następujące wartości: pola uprawne – 0,2, użytki zielone – 0,015, lasy – 0,002.

Podłoże geologiczne obszaru testowego tworzą piaskowcowo-lupkowe utwory serii magurskiej, na których wykształciła się dość jednolita pokrywa gleb gliniastych. Oszacowania wartości wskaźnika K dokonano według wzoru (3) na podstawie cyfrowej wersji mapy glebowo-rolniczej w skali 1:25000, pozyskanej z Instytutu Upraw, Nawożenia i Gleboznawstwa w Puławach. Obliczenia wykonano dla średnich zawartości frakcji piaszczystej, pylastej i ilastej dla poszczególnych gatunków gleb według podziału utworów glebowych na grupy i podgrupy granulometryczne.

Obliczony na podstawie pomiarów (średniomiesięczne sumy opadów dla roku 1997) na stacji meteorologicznej w Dobczycach wskaźnik erozyjności deszczu R wyniósł 65 (MJ/ha)(cm/h). Na potrzeby przeprowadzonego modelowania przyjęto również brak zabiegów przeciweerozyjnych (wartość wskaźnika P = 1).

Wartości wskaźnika topograficznego LS (połączonego wskaźnika długości stoku i nachylenia) obliczono przy użyciu oprogramowania USLE2D (Desmet i Govers 1996b). Umożliwia on m. in. wykonanie obliczeń z zastosowaniem wzorów (7) – (11). Spośród dostępnych w programie algorytmów generowania sieci erozyjno-drenażowej, bazując na wcześniejszych doświadczeniach Autorów (por. Drzewiecki i Mularz 2001) zastosowano algorytm Desmeta i Goversa (*flux decomposition algorithm*) (Desmet i Govers 1996b).

Podstawę obliczeń wskaźnika topograficznego stanowi Numeryczny Model Rzeźby Terenu. W badaniach wykorzystano NMRT powstały w trakcie opracowywania bazy danych Systemu Identyfikacji Działek Rolnych (LPIS). Na badanym obszarze wykonany on został w oparciu o zdjęcia lotnicze w skali 1:13000. Z modelu w postaci nieregularnej siatki trójkątów (TIN) przy użyciu oprogramowania Terrain Analyst wygenerowano modele rastrowe (*grid*) o rozmiarach oczka siatki wynoszących 5, 10 i 30 metrów. Ocena wpływu, jaki na wynik modelowania wywiera rozdzielczość zastosowanego Numerycznego Modelu Rzeźby Terenu, stanowiła jeden z zasadniczych celów badań.

4. WYNIKI

W wyniku przeprowadzonego modelowania uzyskano prognozę strat gleby, na podstawie której dokonano podziału obszaru badań na strefy zagrożenia erozją wodną w oparciu o kryteria zaproponowane przez Marksa i in. (1989) (Tab 1).

Tab 1. Kryteria klasyfikacji zagrożenia erozyjnego

Klasa	Prognozowane straty gleby [t/(ha*rok)]	Zagrożenie erozyjne
I	< 1	brak
II	1 - 10	niskie
III	10 - 15	średnie
IV	> 15	wysokie
V	depozycja	brak

Tab 2. Wyniki modelowania zagrożenia erozyjnego – modele RUSLE i USPED

Rozdzielczość NMT	Model RUSLE				
	Brak zagrożenia	Zagrożenie niskie	Zagrożenie średnie	Zagrożenie wysokie	
	Udział procentowy w powierzchni obszaru*				
30x30 m	47.0	31.1	2.3	1.1	
10x10 m	48.0	29.8	2.0	1.7	
5x5 m	49.7	28.4	1.8	1.6	
Rozdzielczość NMT	Model USPED				
	Brak zagrożenia	Zagrożenie niskie	Zagrożenie średnie	Zagrożenie wysokie	Obszary depozycji
	Udział procentowy w powierzchni obszaru*				
30x30 m	39.1	7.2	0.3	1.6	33.3
10x10 m	45.8	9.0	0.4	1.4	24.9
5x5 m	48.5	8.9	0.5	1.4	22.2

*18.5% powierzchni obszaru zlewni pokrywają wody i tereny zabudowane – wyłączone z modelowania

Wyniki zamieszczone w 0 wskazują, iż w przypadku modelu RUSLE zmiana rozdzielczości użytego w procesie modelowania Numerycznego Modelu Terenu powodowała zmiany procentowego udziału obszarów o wyższym stopniu zagrożenia erozją. W przypadku modelu USPED proporcje w najwyższych klasach zagrożenia erozyjnego prawie się nie zmieniały. Znacznie większym natomiast wahaniom ulegały udziały klas o niskim zagrożeniu erozyjnym i obszarów depozycji.

Procentowy udział powierzchni o najwyższym stopniu zagrożenia erozyjnego przewidywany w wyniku działania obu modeli jest bardzo zbliżony. W przeważającej części są to jednak inne obszary. Innymi słowy oba modele prognozują pojawienie się erozji w innych miejscach. Spośród pikseli, dla których model RUSLE prognozował najwyższą klasę zagrożenia erozyjnego, tylko od kilku (w przypadku rozdzielczości NMT 30x30 m) do nieco ponad dwudziestu (w przypadku NMT o rozdzielczości 5x5 m) procent

znalazło się w najwyższej klasie zagrożenia prognozowanej przez model USPED. Jednocześnie od 45-ciu do ponad 60-ciu procent z nich (w zależności od rozdzielczości NMT) znajdowało się na obszarach, dla których model USPED prognozował wystąpienie depozycji.

Przedstawiony powyżej zupełnie odmienny rozkład przestrzenny obszarów zagrożonych erozją po części wytłumaczyć można zapewne odmiennym charakterem obu stosowanych modeli. W rzeczywistości stanowią one przykłady dwóch odmiennych podejść do modelowania procesu erozji wodnej gleby. Pierwsze zakłada, iż nie istnieje ograniczenie ilości materiału glebowego, który może być transportowany przez spływający po stoku strumień wody, a co za tym idzie wielkość erozji determinowana jest przez możliwość odrywania cząstek glebowych. W konsekwencji modele tego typu (w tym RUSLE) nie są w stanie prognozować obszarów depozycji materiału glebowego, które powinny zostać zidentyfikowane i wyłączone z modelowania (por. np. Mitasova i in. 1996, Mitasova i in. 1998)

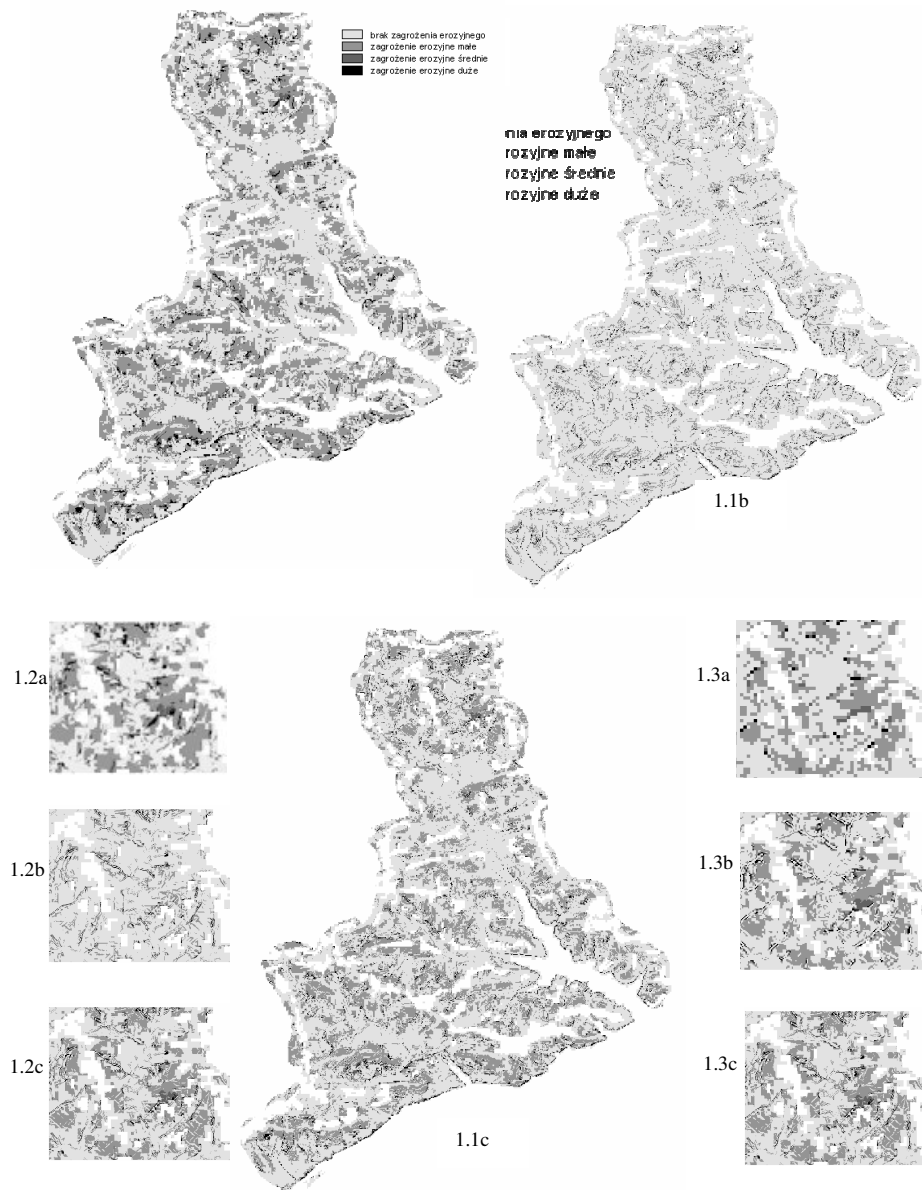
Drugie podejście, którego przykładem jest model USPED, oparte jest na założeniu, że ograniczenie ilości materiału glebowego, który może być transportowany przez spływającą wodę istnieje i że jego ilość znajduje się zawsze na granicy zdolności transportowej strumienia. W efekcie, w miejscach gdzie zdolność transportowa strumienia wody obniża się, modele te prognozują wystąpienie depozycji materiału glebowego.

W literaturze znaleźć można sugestie (por. np. Mitasova i in. 2003) by ocenę zagrożenia erozyjnego na większych obszarach przeprowadzać w oparciu o wyniki modelowania uzyskane przy wykorzystaniu obu typów modeli. W Tab 3 przedstawiono rezultaty uzyskane w wyniku analizy polegającej na przypisaniu poszczególnym pikselom wyższej z klas zagrożenia erozyjnego prognozowanej przez modele RUSLE i USPED, przy czym zachowano geometryzację obszarów depozycji będącą wynikiem działania modelu USPED.

Tab 3. Wyniki modelowania zagrożenia erozyjnego – model RUSLE+USPED

Rozdzielczość NMT	Model USPED + RUSLE				
	Brak zagrożenia	Zagrożenie niskie	Zagrożenie średnie	Zagrożenie wysokie	Obszary depozycji
	Udział procentowy w powierzchni obszaru*				
30x30 m	21.9	23.1	1.3	1.9	33.3
10x10 m	29.8	23.5	1.4	1.9	24.9
5x5 m	33.5	22.5	1.3	2.0	22.2

*18.5% powierzchni obszaru zlewni pokrywają wody i tereny zabudowane – wyłączone z modelowania



Rys. 1. Wyniki modelowania:
1 - całość obszaru (rozd. 5 m): a) RUSLE, b) USPED, c) USPED+RUSLE;
2 - fragment obszaru (rozd. 5 m): a) RUSLE, b) USPED, c) USPED+RUSLE;
3 - fragment obszaru (USPED+RUSLE): a) rozd. 30 m, b) rozd. 10 m, c) rozd. 5 m.

Komentując wyniki zawarte w Tab 3 stwierdzić można, iż w przypadku oceny zagrożenia erozyjnego w skali całego rozpatrywanego obszaru, opartego na wynikach uzyskanych przy użyciu obu modeli, rozdzielczość NMT wpływa w znaczący sposób jedynie na proporcje pomiędzy obszarami depozycji a terenami o minimalnym stopniu erozji (poniżej 1 t/(ha*rok)). Biorąc jednak pod uwagę rozkład przestrzenny zjawiska (Rys. 1), stwierdzić należy, że wpływ ten jest znacznie istotniejszy. Rozdzielczość użytego NMT w znacznym stopniu determinuje bowiem możliwość geometryzacji obszarów zagrożonych. Szczególnie wyraźna różnica widoczna jest pomiędzy wynikami uzyskanymi dla modelu o rozdzielczości 30 metrów, a dwoma pozostałymi testowanymi rozmiarami oczek siatki NMT.

5. WNIOSKI

Podsumowanie przedstawionych powyżej wyników badań stanowić mogą następujące wnioski i przesłanki do dalszych badań przewidywanych w ramach realizowanego projektu:

- Rozpatrywany obszar (północna część bezpośredniej zlewni Zbiornika Dobczyckiego) jest narażony na procesy erozji wodnej gleb w niewielkim stopniu. W wyniku przeprowadzonego modelowania jedynie dla ok. 2 procent powierzchni analizowanego obszaru stopień zagrożenia określono jako wysoki.
- Zbudowana baza danych GIS pozwala na realizację modelowania zagrożenia erozją wodną gleb.
- Rozdzielczość NMT użytego w procesie modelowania w znaczący sposób wpływa na geometryzację stref zagrożenia erozją. Za wystarczający do przeprowadzenia modelowania uznać można model o rozdzielczości 10 metrów.
- Żaden z dwu testowanych modeli (RUSLE, USPED) nie daje w pełni wiarygodnego obrazu zagrożenia erozyjnego. RUSLE prognozuje występowanie erozji (i to nawet o znacznym stopniu nasilenia) na obszarach, na których w rzeczywistości zachodzić może depozycja materiału glebowego. USPED daje możliwość identyfikacji obszarów depozycji, ale prognozowane przez ten model wielkości erozji obarczone są znaczną niepewnością (por. np. Mitasova i in. 1998). Rozwiązanie stanowić może łączna analiza wyników uzyskanych z wykorzystaniem obu modeli.
- Kolejny etap badań stanowić będzie sprawdzenie wyników modelowania, zarówno poprzez weryfikację terenową jak i próbę kalibracji w oparciu o wyniki pomiarów ładunku osadów w ciekach drenujących analizowany obszar. Pomiaru takie są obecnie prowadzone w ramach realizowanego projektu badawczego.

6. LITERATURA

Arnoldus H.M.J., 1977. Methodology used to determine the maximum potential average annual soil loss due to sheet and rill erosion in Morocco [w:] *Assessing Soil Degradation*. FAO Soils Bulletin 34, Rome.

- Desmet P.J., Govers G., 1996a. A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. *Journal of Soil and Water Conservation*, 51 (5).
- Desmet P. J., Govers G., 1996b. Comparison of routing algorithm for digital elevation models and their implications for predicting ephemeral gullies. *International Journal of Geographical Information Systems*, 10.
- Desmet P.J., Govers G., 1997. Comment on 'Modelling topographic potential for erosion and deposition using GIS'. *International Journal of Geographical Information Systems*, 11.
- Drzewiecki W., Mularz S, 2001. Modelowanie erozji wodnej gleb z wykorzystaniem GIS. *Materiały Konferencji Naukowej nt. „Nowoczesne technologie w geodezji i inżynierii środowiska”, 22 września 2001, Wydział Geodezji Górniczej i Inżynierii Środowiska AGH w Krakowie.*
- Foster G.R., Wischmeier W.H., 1974. Evaluating irregular slopes for soil loss prediction. *Transactions of ASAE*, 12.
- Józefaciuk A., Józefaciuk Cz., 1996. *Mechanizm i wskazówki metodyczne badania procesów erozji*. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Państwowa Inspekcja Ochrony Środowiska, Warszawa.
- Kandrika S, Dwivedi R.S., 2003. Assessment of the Impact of Mining on Agricultural Land Using Erosion-Deposition Model and Space Borne Multispectral Data. *Journal of Spatial Hydrology*, Vol.3, No. 2.
- Koreleski K., 1992a. Próby oceny natężenia erozji wodnej. *Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej im. H. Kołłątaja w Krakowie, Sesja Naukowa*, z. 35.
- Marks R., Müller M.J., Leser H., Klink H.-J. (red.), 1989. *Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes (BA LVL)*. Forschungen zur Deutschen Landeskunde Band 229, Zentralausuß für deutsche Landeskunde, Selbstverlag, Trier
- McCool D.K., Foster G.R., Mutchler C.K., Meyer L.D., 1989. Revised slope length factor for the Universal Soil Loss Equation. *Transactions of ASAE*, 32.
- Merritt W.S., Letcher R.A., Jakeman A.J., 2003. A review of erosion and sediment transport models. *Environmental Modelling and Software*, 18.
- Mitasova H., Hofierka J., Zlocha M., Iverson R. L., 1996. Modeling topographic potential for erosion and deposition using GIS. *International Journal of Geographic Information Science*, 10 (5).
- Mitasova H., Mitas L., Brown W.M., Johnston D.M., 1998. *Multidimensional soil erosion/deposition modeling and visualization using GIS. Final report for USA CERL*. University of Illinois, Urbana-Champaign, IL.
- Mitasova H., Mitas L., Brown W.M., Johnston D.M., 1999. *Terrain modeling and Soil erosion simulations for Fort Hood and Fort Polk test areas. Annual report for USA CERL*. University of Illinois, Urbana-Champaign, IL.
- Mitasova H., Brown W.M., Johnston D.M., 2003. *Terrain Modeling and Soil Erosion Simulation. Final Report*. University of Illinois, Urbana-Champaign, IL
- Moore I.D., Burch G.J., 1986a. Physical basis of the length-slope factor in the Universal Soil Loss Equation. *Soil Science Society Journal*, 50 (5).
- Moore I.D., Burch G.J., 1986b. Sediment transport capacity of sheet and rill flow: Application of unit stream power theory. *Water Resources Research*, 22.
- Moore I.D., Wilson J.P., 1992. Length-slope factors for the Revised Universal Soil Loss Equation: Simplified method of estimation. *Journal of Soil and Water Conservation*, 47

- Pistocchi A., Cassoni G., Zanio O., 2002. Use of the USPED model for mapping soil erosion and managing best land conservation practices. *IEMs 2002, Congress Proceedings*, Lugano.
- Renard K.G., Foster G.R., Weesies G.A., Porter J.P., 1991. RUSLE: Revised Universal Soil Loss Equation. *Journal of Soil and Water Conservation*, 46(1).
- Renard K. G., Foster G. R., Weesies G. A., McCool D. K., Yoder D. C., 1997. *Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning With the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)*. U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook No. 703.
- Saavedra C., Mannaerts C.M., 2005. Estimating erosion in an Andean catchment combining coarse and fine spatial resolution satellite imagery. *Proceedings of 31st International Symposium on Remote Sensing of Environment, June 20-24, 2005*, Saint Petersburg, Russian Federation.
- Šúri M., Cebecauer T., Hofierka J., 2003. Digitálne modely reliéfu a ich aplikácie v životnom prostredí. *Zivotne prostredie*, Vol. 37, 1.
- Warren S.D., Senseman G.M., Block P.R., Ruzycki T.S., Wilcox D.D., 2000. *Soil Erosion Survey for Camp Guernsey, Wyoming Using New-Generation Multi-Dimensional Soil Erosion Modeling*. Center for Ecological Management of Military Lands Technical Publication Series TPS 00-14, Colorado State University, Ft. Collins.
- Wischmeier W. H., Smith D.D., 1978. *Predicting Rainfall Erosion Losses – A Guide to Conservation Planning*. USDA Handbook 537, Washington, D. C.

Praca naukowa finansowana ze środków na naukę w latach 2007-2009 jako projekt badawczy „Modelowanie wpływu zmian użytkowania na wielkość ładunku osadów potencjalnie akumulowanych w zbiornikach retencyjnych z wykorzystaniem wieloczasowych wielospektralnych danych teledetekcyjnych i systemów informacji geograficznej” (N520 021 31/2970)

RISK ASSESSMENT FOR SOIL WATER EROSION WITHIN THE DOBCZYCE RESERVOIR AREA BASED ON NUMERICAL MODELING RESULTS

KEY WORDS: soil erosion, spatial modelling, GIS, RUSLE, USPED

SUMMARY: The paper presents results of spatial modelling of soil erosion and deposition in the north part of the Dobczyce Reservoir direct watershed. The Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) and Unite Stream Power-based Erosion/Deposition (USPED) model were applied. The influence of Digital Terrain Model (DTM) on modelling results was given particular attention. Three DTMs with different grid size (30, 10 and 5 meters) were generated from the same source data – TIN models from LPIS project.

No reliable spatial distribution of water soil erosion was achieved with any of tested models used alone. In case of RUSLE, high soil erosion rates were predicted in areas where deposition should occur. The USPED model shows deposition areas, but predicted erosion rates are of high degree of uncertainty. For that reason, the results of both models should be taken into account.

Soil erosion areas geometrisation depends on grid size of DTM used. Especially, the results achieved with 30-meter DTM differ from the others. Grid size of 10 meters is apparently enough for erosion modelling in watershed scale.

The water soil erosion menace in the north part of the Dobczyce Reservoir direct watershed is low. Only two percent of the area was classified as high erosion risk category.

Dr hab. inż. Stanisław Mularz, prof. n. AGH
e-mail: mularz@agh.edu.pl
telefon: 12 617 2288
fax: 12 617 3993

Dr inż. Wojciech Drzewiecki
e-mail: drzewiec@agh.edu.pl
telefon: 12 617 2302